降雨频率变化对尕海湿草甸土壤氮组分的影响

秦昊德， 李 广， 吴江琪， 魏星星， 王海燕， 徐国荣

（甘肃农业大学林学院，甘肃 兰州 730070）

摘 要：为探究不同降雨频率对甘南尕海湿草甸土壤铵态氮（NH_4^+-N）、硝态氮（NO_3^--N）、全氮（TN）的影响，于2019年植物生长季（5—10月），通过模拟极端降雨（25 mm灌溉量）设置5种不同降雨频率处理：CK只接收自然降雨，DF1每周浇灌1次（19次×25mm），DF2每2周浇灌1次（9次×25 mm），DF3每3周浇灌1次（6次×25 mm），DF4每4周浇灌1次（4次×25 mm）；所有处理均接收自然降雨。结果表明：不同降雨频率处理对尕海湿草甸土壤氮组分有显著影响（P<0.05）。降雨频率的增加提高了5—10月土壤NH_4^+-N和NO_3^--N含量，NH_4^+-N和NO_3^--N的峰值有显著升高，两者的峰值并未提前出现；与CK相比，降雨频率的增加提高了土壤NH_4^+-N和NO_3^--N含量，降低了TN含量；而在不同降雨频率间，随降雨频率的梯度增加，0~40 cm土层NH_4^+-N和NO_3^--N均呈先增后减的趋势，TN呈先减后增的趋势；不同降雨频率处理下，各土层NH_4^+-N的TN占比均高于NO_3^--N，且土壤NH_4^+-N、NO_3^--N、TN含量均随土层深度增加而降低。

关键词：湿草甸；降雨频率；铵态氮；硝态氮；全氮

氮素是植物从土壤中获取量最大的营养元素[1]，是植物生命体维持其生长发育不可或缺的营养元素，其含量直接影响着湿地生态系统初级生产力的大小[2]。土壤氮素包括有机氮和无机氮，不能被植物根系直接吸收利用的有机氮占90%以上[3]，必须通过微生物的矿化作用转化为铵态氮（Ammonium nitrogen，NH_4^+-N）和硝态氮（Nitrate nitrogen，NO_3^--N）才能被植物吸收利用[4]，是植物在生长发育、组织形成以及各种生理生化过程中的重要营养源[5]。土壤氮素转化直接影响着土壤氮循环，而土壤氮循环在生态系统中扮演着重要的角色，对碳循环、水土保持等生态系统服务功能有着直接的影响[6]。因此，研究湿地生态系统的氮循环过程及其影响因素对高寒湿地生态恢复与保护具有重要意义。

在全球气候变化的影响下，降水格局也发生了显著改变，主要包括降水频率、降水量的改变和极端降雨事件的频发[7]。目前，有关极端降水的研究主要集中于极端降水的时空变化规律、极端降水与大气环流的关系等方面[8]。IPCC第五次报告指出，1981—2010年间全球破纪录降水事件比自然变化情景预测增加了12%[9]，降水格局的改变直接影响着高原生态系统土壤氮素循环以及转化过程。目前，有学者在不同地区开展了模拟降水格局改变的相关研究，如武丹丹等[10]在青海高寒矮嵩草草甸研究发现，增加降水使铵态氮和硝态氮分别增加了74.7%和154%。王岩等[11]在晋北盐碱化草地的研究发现，增加50%降水处理，土壤净氮矿化速率表现出明显的季节变化，并且土壤无机氮含量显著提高。Xiang等[12]在加利福尼亚草原的研究发现，干湿交替显著提高土壤表层氮矿化速率。杨浩等[13]在内蒙古克氏针茅草原的研究发现，不同类型的增雨对土壤氮矿化潜力影响不同，高强度低频率的增雨有利于土壤氮矿化潜力的提高。可以看出，降水格局的改变对不同类型草地土壤氮素的影响存在差异，而降水变化对高寒湿草甸土壤氮素的影响研究相对较少，一定程度上阻碍了对降水格局变化背景下高寒湿草甸土壤氮循环的深入认识。

尕海湿草甸位于青藏高原的东部，随着全球降

收稿日期：2021-12-13； **修订日期**：2022-03-27

基金项目：甘肃省重点研发计划（18YF1 NA070）；甘肃省优秀研究生"创新之星"项目（2021CXZX-364）；甘肃农业大学优秀博士学位论文培育项目（YB2018004）

作者简介：秦昊德（1996-），男，硕士研究生，主要从事水土保持与荒漠化防治研究. E-mail: 1084820241@qq.com

通讯作者：李广. E-mail: lig@gsau.edu.cn

水格局发生改变，青藏高原地区的极端降水事件呈现增加趋势[14]，深刻影响着尕海湿草甸生态系统的氮素循环与转化。目前，对于尕海湿草甸的研究多集中在植被不同退化梯度下土壤理化特征[15]、酶活性特征[16]以及温室气体通量[17]等方面，而降水格局改变背景下尕海湿草甸土壤氮组分的研究鲜有报道。因此，本研究通过分析比较尕海湿草甸在不同降雨频率下土壤氮组分含量特征及季节动态，探明该地区在不同降雨频率对土壤氮组分含量的影响，揭示在降水格局改变的大背景下尕海湿草甸土壤氮组分的变化规律。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

尕海湿草甸地处甘肃省甘南藏族自治州碌曲县尕海-则岔国家级自然保护区(33°58′~34°32′N，102°09′~102°46′E)，海拔3430~4300 m，是青藏高原湿地的重要组成部分，也是维系甘南高原生态平衡的重要部分[18]，其泥炭资源在保护生物多样性和储水特别是储存碳汇方面具有重要的生态意义。尕海湿草甸区域为青藏高原大陆性季风气候，全年气温较低，日照时间较长。年平均气温为1.2 ℃，年平均日较差为13.7 ℃，冬季长夏季短，冬季年均可达240 d，无绝对无霜期。年均降水量781.8 mm。土壤类型主要包括暗色草甸土、沼泽土、泥炭土等，植被类型以嵩草(*Kobresia maquensis*)、唐松草(*Thalictrum aquilegifolium*)、藏嵩草(*Kobresia tibetica*)、华扁穗草(*Blysmus sinocompressus*)为主[19]。

1.2 试验设计

2019年5月，在尕海-则岔湿地自然保护区境内选取典型湿草甸区域，设置15块样地，单个样地面积为2 m×2 m，每个样地间隔5 m。通过收集自然降雨，基于25 mm的灌溉量设置5种不同梯度的降雨频率来模拟该地区的极端降水输入[20-21]：CK只接收自然降雨；DF1每周浇灌1次，共475 mm(19次×25 mm)；DF2每2周浇灌1次，共225 mm(9次× 25 mm)；DF3每3周浇灌1次，共150 mm(6次×25 mm)；DF4每4周浇灌1次，共100 mm(4次× 25 mm)。每种处理重复3次，所有处理均接收自然降雨。于2019年5—10月植物生长季，以模拟极端环境降雨为控制手段，对每种处理进行灌溉，使雨水均匀入渗土壤。

1.3 样品采集与测定

于2019年5月20日、6月17日、7月16日、8月19日、9月13日和10月10日，清除地表凋落物等杂物后，在样地内采用“蛇”形五点法，分0~10 cm、10~20 cm和20~40 cm土层，用土钻(直径20 mm)采集土壤样品，将每个处理的同一土层土壤装入自封袋，取回实验室清除植物残根、碎石等杂物后，将土壤过2 mm土筛后均匀分为3份作为3次重复，用于实验测定。采用半微量凯氏法测定土壤TN，MgO-戴氏合金蒸馏法测定土壤NH_4^+-N和NO_3^--N含量[22]。

1.4 数据处理

运用IBM SPSS Statistics 24.0软件对测定的土壤全氮、铵态氮、硝态氮数据进行Two-Way ANOVA分析和显著性检验(显著性水平0.05，置信区间为95.0%)，OriginPro 2018和Excel进行图表的绘制。

2 结果与分析

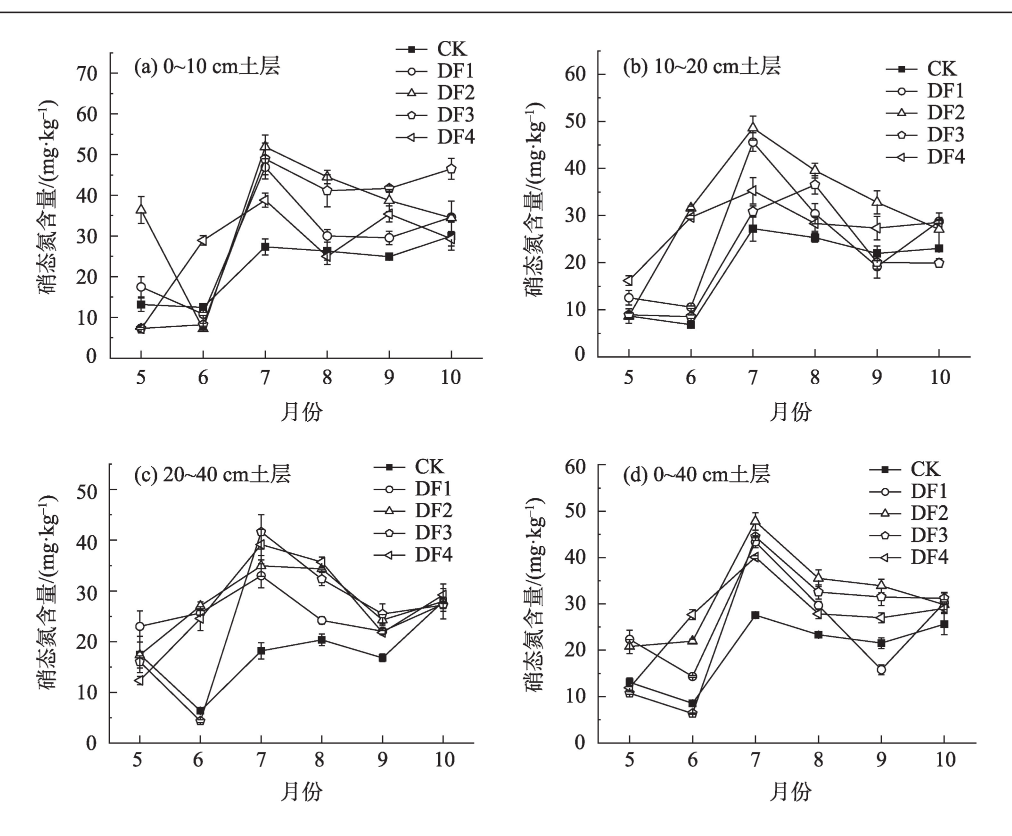
2.1 不同降雨频率下土壤氮组分含量的季节变化

如图1所示，土壤硝态氮具有明显的季节动态，植物生长季初期和末期的土壤硝态氮含量较低，7—8月生长旺期含量较高。整个生长季(5—10月)，降雨频率的增加提高了0~10 cm、10~20 cm、20~40 cm土层的硝态氮含量。硝态氮的季节变化整体呈“单峰”曲线，降雨频率增加，硝态氮的峰值明显变高，而峰值并未提前到来。整体来看，降雨频率的增加提高了生长季0~40 cm土层硝态氮的含量，且硝态氮的峰值显著升高。

如图2所示，土壤铵态氮具有明显的季节变化，植物生长季初期和末期的铵态氮含量较低，7—8月生长旺期含量较高。整个生长季(5—10月)，降雨频率的增加提高了0~10 cm、10~20 cm、20~40 cm土层的铵态氮含量，降雨频率增加，铵态氮的峰值明显变高，而峰值并未提前到来。整体来看，降雨频率的增加提高了生长季0~40 cm土层铵态氮的含量，且铵态氮的峰值显著升高。

2.2 不同降雨频率下土壤氮组分含量垂直分布特征

双因素方差分析结果显示(表1)，降雨频率对硝态氮有极显著影响(P<0.01)，对铵态氮和全氮有显著影响(P<0.05)；土层深度对3个氮组分有显著影响(P<0.05)；降雨频率和土层变化对3个氮组分有显著的交互作用(P<0.05)。



注:CK表示只接收自然降雨;DF1表示每周浇灌1次;DF2表示每2周浇灌1次;DF3表示每3周浇灌1次;DF4表示每4周浇灌1次。下同。

图1 不同降雨频率土壤硝态氮含量的季节变化

Fig. 1 Seasonal variation of soil nitrate nitrogen content with different rainfall frequency

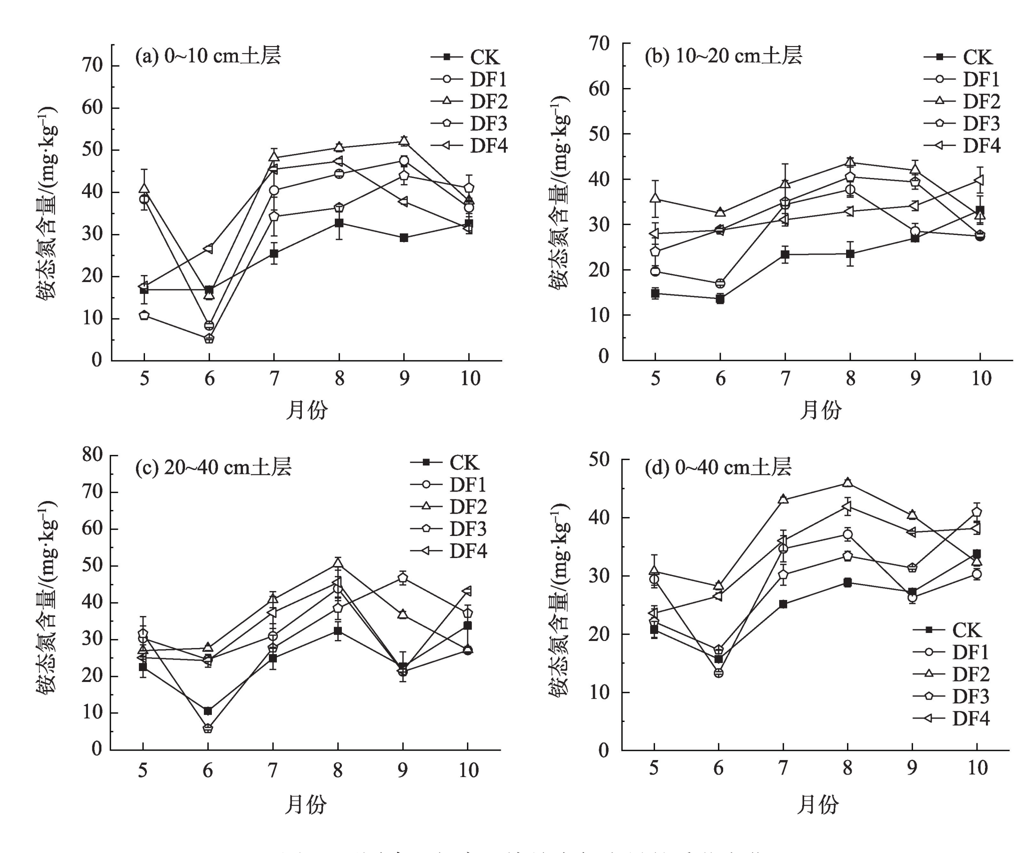


图2 不同降雨频率土壤铵态氮含量的季节变化

Fig. 2 Seasonal variation of soil ammonium nitrogen content with different rainfall frequency

表1 降雨频率、土层交互作用下土壤氮组分方差分析

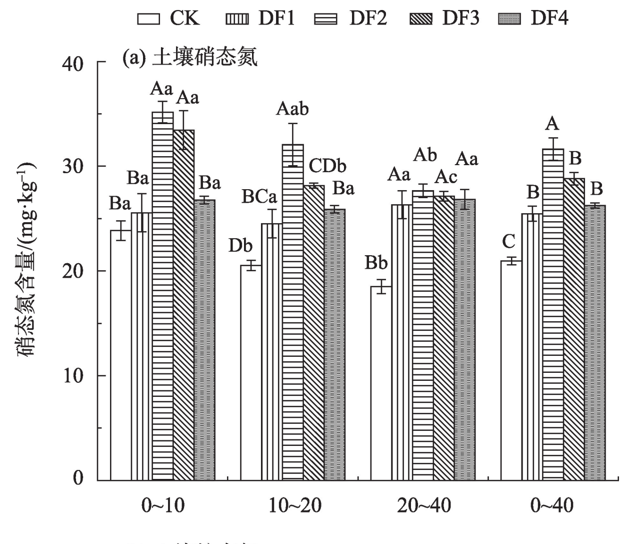
Tab. 1 Variance analysis of soil nitrogen content under the interaction of treatment and soil layer

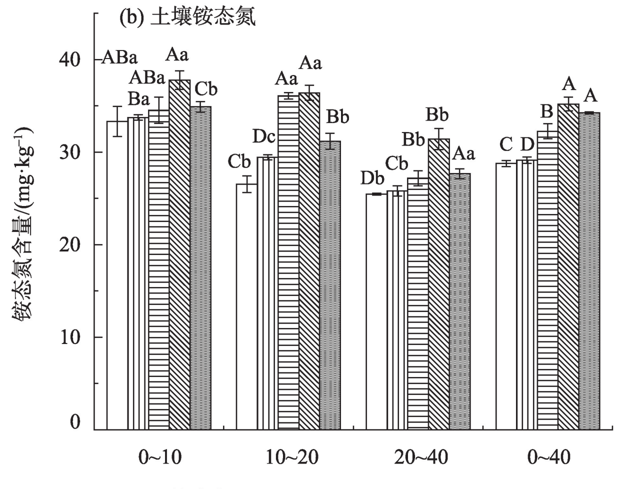
因变量	变异来源	*df*	*F*值	*P*值
铵态氮	处理	4	1.287	<0.05
	土层	2	7.587	<0.01
	处理×土层	8	0.704	<0.05
硝态氮	处理	4	7.36	<0.01
	土层	2	0.934	<0.05
	处理×土层	8	0.302	<0.05
全氮	处理	4	1.287	<0.05
	土层	2	7.587	<0.01
	处理×土层	8	0.329	<0.05

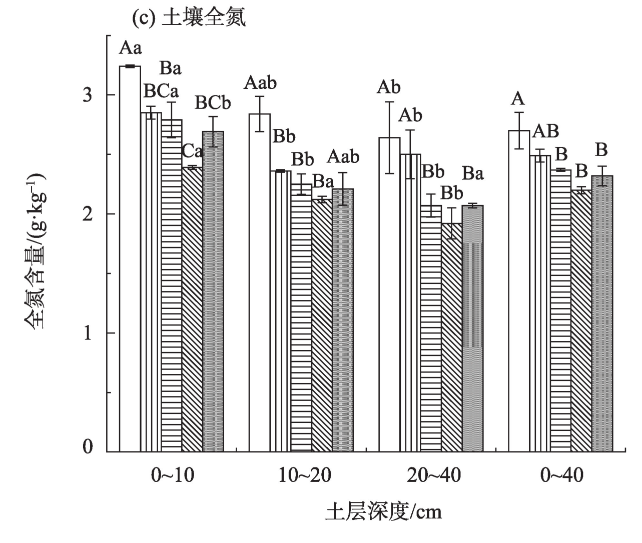
如图3a所示，不同降雨频率下，尕海湿草甸土壤硝态氮含量存在显著差异（$P<0.01$，图3a和表1）。与CK相比，降雨频率的增加提高了硝态氮含量；在不同降雨频率间，随降雨频率梯度的增加，土壤硝态氮含量呈先增大后减小的趋势，在不同土层间变化一致。0~40 cm土层具体表现为：DF2（31.63 mg·kg^{-1}）> DF3（27.26 mg·kg^{-1}）> DF4（26.81 mg·kg^{-1}）> DF1（25.47 mg·kg^{-1}）> CK（20.96 mg·kg^{-1}），最大值出现在DF2处理下，为31.63 mg·kg^{-1}，最小值在CK处理，为20.96 mg·kg^{-1}。在垂直剖面上，5个处理的硝态氮含量均随土层深度的增加呈减小趋势，且各土层间差异显著（$P<0.05$，图3a和表1）。

如图3b所示，不同降雨频率下，尕海湿草甸土壤铵态氮含量存在显著差异（$P<0.05$，图3b和表1）。与CK相比，降雨频率的增加提高了铵态氮含量。随降雨频率的梯度增加，土壤铵态氮含量呈先增大后减小的趋势，在不同土层间变化一致。0~40 cm土层具体表现为：DF3（35.19 mg·kg^{-1}）> DF4（34.24 mg·kg^{-1}）> DF2（32.25 mg·kg^{-1}）> DF1（28.62 mg·kg^{-1}）> CK（28.76 mg·kg^{-1}），最大值出现在DF3处理下，为35.19 mg·kg^{-1}，最小值在CK处理，为28.76 mg·kg^{-1}。在垂直剖面上，5个处理的铵态氮含量均随土层深度的增加呈减小的趋势，且各土层间差异极显著（$P<0.01$，图3b和表1）。

如图3c所示，不同降雨频率下，尕海湿草甸土壤全氮含量存在显著差异（$P<0.05$，图3c和表1）。与CK相比，降雨频率的增加降低了全氮含量。随降雨频率的梯度增加，土壤全氮含量呈先减小后增大的趋势，在不同土层间变化一致。0~40 cm土层







注：不同大写字母表示同一土层不同处理间差异显著（$P<0.05$）；不同小写字母表示同一处理不同土层间差异显著（$P<0.05$）。

图3 不同降雨频率土壤硝态氮、铵态氮、全氮含量的垂直变化

Fig. 3 Vertical change of soil nitrate nitrogen, ammonium nitrogen and total nitrogen content in different rainfall frequency

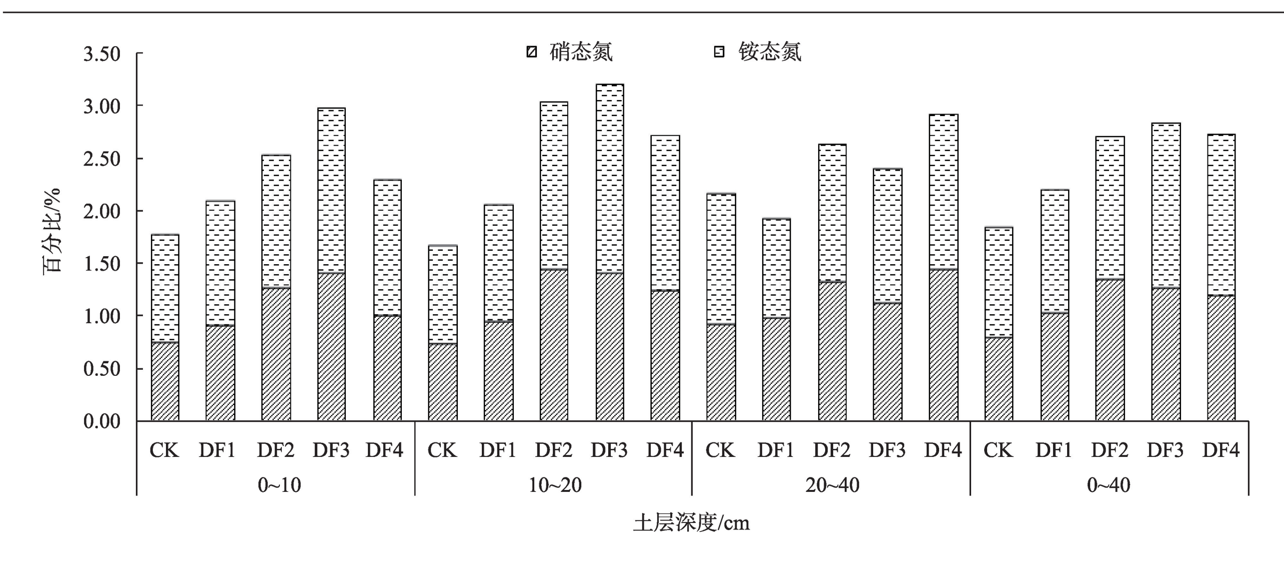


图4 土壤硝态氮、铵态氮占全氮的比例

Fig. 4 Percentage of soil nitrate nitrogen and ammonium nitrogen to total nitrogen

具体表现为:CK(2.70 g·kg^{-1})>DF1(2.49 g·kg^{-1})>DF2(2.37 g·kg^{-1})>DF4(2.32 g·kg^{-1})>DF3(2.23 g·kg^{-1}),最大值出现在CK处理下,为2.70 g·kg^{-1},最小值在DF3处理,为2.23 g·kg^{-1}。在垂直剖面上,5个处理的全氮含量随土层深度的增加呈减小的趋势,且各土层间差异极显著(P<0.01,图3c和表1)。

2.3 不同降雨频率下土壤硝态氮和铵态氮占全氮的比例

如图4所示,在垂直剖面上,不同降雨频率0~10 cm、10~20 cm、20~40 cm土层铵态氮的占比均高于硝态氮。0~40 cm土层,铵态氮各处理的全氮占比为1.17%、1.36%、1.57%、1.54%、1.06%,硝态氮的全氮占比为1.02%、1.34%、1.26%、1.18%、0.78%,铵态氮占比均高于硝态氮。

3 讨论

3.1 降雨频率对尕海湿草甸土壤氮组分季节动态的影响

本研究显示,土壤NH_4^+-N、NO_3^--N具有明显的季节动态特征,降雨频率的增加显著提高了NH_4^+-N和NO_3^--N的峰值,整个生长季(5—10月)NH_4^+-N和NO_3^--N的含量也因降雨频率的增加而升高。土壤NH_4^+-N和NO_3^--N的季节动态变化是在受温度与水分的影响下,土壤微生物与植物生长势态共同作用的结果[23]。降雨频率的增加,土壤NH_4^+-N和NO_3^--N峰值显著升高,主要原因是进入7月气温逐渐回升,降雨频率的增加使土壤水分含量提高,土壤微生物的活性增强,氮矿化能力提升,上一年植被凋落物逐渐解冻后的矿化分解以及土壤中嗜冷生物死亡所释放的可溶性养分等提高了土壤中的有效成分[24],氮矿化的底物增加,促进了NH_4^+-N和NO_3^--N的释放,NH_4^+-N和NO_3^--N的峰值显著升高。进入8月降雨频率的增加同样提高了NH_4^+-N和NO_3^--N的含量,0~40 cm土层所有处理的NH_4^+-N、NO_3^--N呈先降后升的趋势,8月植被处于生长旺期,对土壤无机氮的需求较大,而进入9月已是植物生长末期,植被发育成熟,对无机氮的需求降低,促进了无机氮的积累,呈先减后增的趋势。有研究认为,降水和温度对土壤氮矿化过程具有显著的影响[25],总体来看,降雨频率的增加提高了5—10月土壤NH_4^+-N和NO_3^--N的含量,7—8月土壤NH_4^+-N和NO_3^--N峰值出现,降雨频率的增加使得两者的峰值显著升高,是因为适宜的水热条件促进了NH_4^+-N和NO_3^--N的释放,5—6月(生长季初期)和9—10月(生长季末期)两者的含量较低,则是因为气温相对较低,土壤微生物活性较弱,抑制了NH_4^+-N和NO_3^--N的释放。

降雨频率的增加并未导致土壤NH_4^+-N和NO_3^--N峰值的提前到来。这可能是因为土壤温度对氮矿化的影响要高于土壤湿度[26]的原因。在7月之前,降雨频率的增加已满足了土壤水分条件,NH_4^+-N和NO_3^--N的峰值并未提前到来,可能是因为生长季初期的气温较低,土壤温度并不适宜,氮矿化强度没有达到最高,导致峰值并未提前出现。

而进入7月之后，两者的峰值才出现，降雨频率的增加同样已满足了土壤的水分条件，而此时气温逐渐回升，土壤温度变得适宜，因此，土壤氮矿化强度达到最高，NH_4^+-N和NO_3^--N的峰值才出现。整个生长季（5—10月），降雨频率的增加满足了充沛的土壤水分条件，但并未导致土壤NH_4^+-N和NO_3^--N峰值提前到来，进入夏季之后，土壤温度变得适宜，两者的峰值才出现。由此看来，土壤温度相比于土壤湿度对氮矿化的影响可能更大。

3.2 降雨频率对尕海湿草甸土壤氮组分含量的影响

水分条件能够改变土壤的透气状况，影响土壤中可溶性底物的扩散，改变微生物活性，对土壤氮素矿化过程中的硝化作用、氨化作用和反硝化作用产生影响[27]。本研究显示，与只接收自然降雨相比，降雨频率的增加提高了土壤NH_4^+-N和NO_3^--N含量。而在不同的降雨频率之间，随降雨频率的梯度增加，土壤NH_4^+-N和NO_3^--N含量呈先增加后减少的趋势，且NH_4^+-N占TN的比例均高于NO_3^--N。降雨频率增加，土壤含水量上升，湿润的土壤有利于矿化作用的微生物大量繁殖，土壤微生物的活性和功能增强，加速土壤中有机物的分解和氮素矿化[28-29]，促进了土壤NH_4^+-N和NO_3^--N的释放。随降雨频率的持续增加，降雨量增大，一方面土壤含水量持续上升使得土壤氧气状况变差，厌氧的环境下NH_4^+-N更易形成SON[30]；另一方面，部分氨化作用产生的NH_4^+-N通过硝化作用生成NO_3^--N[31]，造成NH_4^+-N含量降低。降雨频率的持续增加，NO_3^--N含量也出现下降，这是由于带有负电荷的NO_3^--N不易被土壤胶体所吸附，易随淋溶而流失[32]；同时土壤透气性变差，硝化作用减弱，产生厌氧的反硝化作用，将NO_3^-还原成N_2O和N_2而流失[29]。有研究表明，土壤氮矿化作用在一定土壤水分范围内存在正反馈，超过阈值后反而会下降[33-34]，本研究中NH_4^+-N和NO_3^--N含量随降雨频率的增加呈先增后减的趋势也间接证明了这一点。本研究显示，各降雨频率下NH_4^+-N的TN占比均高于NO_3^--N，其原因可能是土壤NH_4^+-N易吸附于土壤矿物质以及带负电荷的有机物表面[35]，而土壤NO_3^--N往往易被淋溶而流失，降雨频率的增加更促进了NO_3^--N的流失。

与只接收自然降雨相比，降雨频率的增加降低了土壤TN含量。而在不同的降雨频率之间，随降雨频率的梯度增加，土壤TN含量呈先减少后增加的趋势。区域内降雨频率增加，降水量随之增大，增加了土壤氮素的淋溶流失[36]，同时，降雨频率增加引起的降雨侵蚀可能会带走部分土壤颗粒及养分，也加快了土壤氮素的流失[37]。而当降雨频率持续增加，土壤TN含量有所增加，这可能是因为，一方面部分土壤微生物由于土壤水分剧烈变化受到巨大的生理压力，降低了其功能及活性，甚至致其死亡溶解，土壤中原本的微生物总量减少[38]，减缓了有机氮矿化强度，植被对无机氮的吸收量减少，同时死亡的微生物残体分解为土壤养分，促进了土壤TN的积累；另一方面，随降雨频率的持续增加，导致土壤水分增多，影响植物根系的养分及水分吸收效率，植物体生长发育受限，甚至出现萎蔫或死亡[39-40]，死亡植物的有机体增加了土壤养分的输入也是土壤TN增加的原因。

此外，土壤氮含量随土层深度的增加而减少，浅层氮含量明显高于深层，这与董云霞[41]的研究结果相似。研究区主要以草本植物为主，植物根系集中于土壤表层0~20 cm处，土壤氮素的累积主要来源于地表枯落物及植被根系的分解转化[42]，土壤表层的枯落物数量多，水热条件等外界因素作用强烈，枯落物分解速率快，随土层深度的增加，枯落物的输入量与植被根系减少，微生物数量与活性下降，其分解速率降低，可供降解的有机质变少，土壤氮素含量随之降低。

4 结 论

基于尕海湿草甸不同降雨频率下土壤氮组分在土层深度与季节的变化特征分析，研究了降雨频率增加状态下土壤氮组分的变化特征，结论如下：

（1）降雨频率的增加提高了5—10月土壤NH_4^+-N和NO_3^--N的含量，NH_4^+-N和NO_3^--N的峰值有显著的升高，然而降雨频率的增加并未导致土壤NH_4^+-N和NO_3^--N峰值的提前到来。

（2）与只接收自然降雨相比，降雨频率的增加提高了尕海湿草甸0~40 cm土层NH_4^+-N和NO_3^--N含量，降低了TN的含量。而在不同降雨频率间，随降雨频率的梯度增加，尕海湿草甸0~40 cm土层NH_4^+-N和NO_3^--N含量呈先增加后减少的趋势，土壤TN含量呈先减小后增加的趋势。

（3）各降雨频率处理下，0~10 cm、10~20 cm、20~40 cm各土层的NH_4^+-N占比均高于NO_3^--N，且不同降雨频率处理下的土壤NH_4^+-N、NO_3^--N、TN含量均随土层深度的增加而降低。

参考文献（References）：

[1] 崔东, 闫俊杰, 刘海军, 等. 伊犁河谷不同类型湿地土壤活性有机碳组分及其含量差异[J]. 生态学杂志, 2019, 38(7): 2087−2093. [Cui Dong, Yan Junjie, Liu Haijun, et al. Soil labile organic carbon fractions and the differences of their concentrations in different types of wetlands in Yili valley[J]. Chinese Journal of Ecology, 2019, 38(7): 2087−2093.]

[2] 张文鹏, 司晓林, 王文银, 等. 氮硅添加对高寒草甸生物量和多样性的影响——以青藏高原为例[J]. 草业科学, 2016, 33(1): 38−45. [Zhang Wenpeng, Si Xiaolin, Wang Wenyin, et al. Effects of short-term nitrogen and silicon addition on above-ground biomass and biodiversity of alpine meadow of the Qinghai-Tibetan Plateau, China[J]. Pratacultural Science, 2016, 33(1): 38−45.]

[3] 刘顺, 罗达, 刘千里, 等. 川西亚高山不同森林生态系统碳氮储量及其分配格局[J]. 生态学报, 2017, 37(4): 1074−1083. [Liu Shun, Luo Da, Liu Qianli, et al. Carbon and nitrogen storage and distribution in different forest ecosystems in the subalpine of western Sichuan[J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(4): 1074−1083.]

[4] 高建梅, 董丽媛, 胡古, 等. 哀牢山中山湿性常绿阔叶林土壤氮转化的海拔效应[J]. 生态学杂志, 2011, 30(10): 2149−2154. [Gao Jianmei, Dong Liyuan, Hu Gu, et al. Altitudinal effect of soil nitrogen transformation in a montane evergreen broadleaved forest in Ailao Mountains of Southwest China[J]. Chinese Journal of Ecology, 2011, 30(10): 2149−2154.]

[5] 张晶, 林先贵, 尹睿. 参与土壤氮素循环的微生物功能基因多样性研究进展 [J]. 中国生态农业学报, 2009, 17(5): 1029−1034. [Zhang Jin, Lin Xiangui, Yin Rui. Advances in functional gene diversity of microorganism in relation to soil nitrogen cycling[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2009, 17(5): 1029−1034.]

[6] Watanabe M D B, Ortega E. Ecosystem services and biogeochemical cycles on a global scale: Valuation of water, carbon and nitrogen processes[J]. Environmental Science & Policy, 2011, 14(6): 594−604.

[7] IPCC. Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment. Summary for Policymakers[R]. Cambridge: Cambridge University Press, 2014.

[8] 丁莹莹, 邱德勋, 吴常雪, 等. 关中平原极端降水时空变化及其与大气环流的关系[J]. 干旱区研究, 2022, 39(1): 104−112. [Ding Yingying, Qiu Dexun, Wu Changxue, et al. Spatial-temporal variations in extreme precipitation and their relationship with atmospheric circulation in the Guanzhong Plain[J]. Arid Zone Research, 2022, 39(1): 104−112.]

[9] Stocker T F, Qin D. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change [C]//The Physical Science Basis. Computational Geometry: IPCC, 2013: 710−719.

[10] 武丹丹, 井新, 林笠, 等. 青藏高原高寒草甸土壤无机氮对增温和降水改变的响应[J]. 北京大学学报(自然科学版), 2016, 52(5): 959−966. [Wu Dandan, Jin Xin, Lin Li, et al. Responses of soil inorganic nitrogen to warming and altered precipitation in an alpine meadow on the Qinghai-Tibetan Plateau[J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis, 2016, 52(5): 959−966.]

[11] 王岩, 刁华杰, 董宽虎, 等. 降水变化与氮添加对晋北盐碱化草地土壤净氮矿化的影响[J]. 应用生态学报, 2021, 32(7): 2389−2396. [Wang Yan, Diao Huajie, Dong Kuanhu, et al. Effects of precipitation change and nitrogen addition on soil net N mineralization in a saline-alkaline grassland of Northern Shanxi Province, China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2021, 32(7): 2389−2396.]

[12] Xiang S R, Doyle A, Holden P A, et al. Drying and rewetting effects on C and N mineralization and microbial activity in surface and subsurface *California* grassland soils[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2008, 40(9): 2281−2289.

[13] 杨浩, 胡中民, 郭群, 等. 增雨和氮添加对内蒙古草原土壤氮矿化潜力的影响[J]. 自然资源学报, 2017, 32(12): 2034−2042. [Yang Hao, Hu Zhongmin, Guo Qun, et al. Influences of precipitation increase and N addition on soil potential N mineralization in Inner Mongolia grassland[J]. Journal of Natural Resources, 2017, 32(12): 2034−2042.]

[14] 曹瑜, 游庆龙, 马茜蓉. 青藏高原中东部夏季极端降水年代际变化特征[J]. 气象科学, 2019, 39(4): 437−445. [Cao Yu, You Qinlong, Ma Qianrong. Interdecadal characteristics of the summer extreme precipitation in the central and eastern Tibetan Plateau[J]. Journal of the Meteorological Sciences, 2019, 39(4): 437−445.]

[15] 吴江琪. 植被退化对尕海湿草甸土壤理化性质和酶活性的影响[D]. 兰州: 甘肃农业大学, 2021. [Wu Jiangqi. Effects of Vegetation Degradation on Soil Physicochemical Properties and Enzyme Activities of Gahai Wet Meadow[D]. Lanzhou: Gansu Agricultural University, 2021.]

[16] 徐国荣, 马维伟, 宋良翠, 等. 植被不同退化状态下尕海湿地土壤氮含量及酶活性特征[J]. 生态学报, 2020, 40(24): 8917−8927. [Xu Guorong, Ma Weiwei, Song Liangcui, et al. Characteristics of soil nitrogen content and enzyme activity in Gahai Wetland under different vegetation degradation conditions[J]. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(24): 8917−8927.]

[17] Wu J Q, Wang H Y, Li G, et al. Vegetation degradation impacts soil nutrients and enzyme activities in wet meadow on the Qinghai-Tibet Plateau[J]. Scientific Reports, 2020, 10: 21271.

[18] 马瑞, 马维伟, 李广, 等. 尕海湿地不同植被退化阶段凋落物分解及其有机碳动态[J]. 水土保持研究, 2017, 24(6): 29−34. [Ma Rui, Ma Weiwei, Li Guang, et al. Litter decomposition and dynam-

ics of organic carbon in degraded vegetation of Gahai Wetland[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2017, 24(6): 29-34.]

[19] 马维伟, 孙文颖. 尕海湿地植被退化过程中有机碳及相关土壤酶活性变化特征[J]. 自然资源学报, 2020, 35(5): 1250-1260. [Ma Weiwei, Sun Wenyin. Changes of organic carbon and related soil enzyme activities during vegetation degradation in Gahai Wetland[J]. Journal of Natural Resources, 2020, 35(5): 1250-1260.]

[20] Fan J, Sun W, Zhao Y, et al. Trend analyses of extreme precipitation events in the Yarlung Zangbo River Basin, China using a high resolution precipitation product[J]. Sustainability, 2018, 10(5), doi: 10.3390/su10051396.

[21] Li L, Yang S, Wang Z, et al. Evidence of warming and wetting climate over the Qinghai-Tibet Plateau[J]. Arctic Antarctic & Alpine Research, 2010, 42(4): 449-457.

[22] Saha U K, Sonon L, Biswas B K. A comparison of diffusion-conductimetric and distillation-titration methods in analyzing ammonium- and nitrate-nitrogen in the KCl-extracts of Georgia soils[J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 2018, 49 (1): 63-75.

[23] 胡艳玲, 韩士杰, 李雪峰, 等. 长白山原始林和次生林土壤有效氮含量对模拟氮沉降的响应[J]. 东北林业大学学报, 2009, 37 (5): 36-38, 42. [Hu Yanlin, Han Shijie, Li Xuefeng, et al. Responses of soil available nitrogen of natural forest and secondary forest to simulated N deposition in Changbai Mountain[J]. Journal of Northeast Forestry University, 2009, 37(5): 36-38, 42.]

[24] Edwards K A, McCulloch J, Kershaw G P, et al. Soil microbial and nutrient dynamics in a wet Arctic sedge meadow in late winter and early spring[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2006, 38(9): 2843-2851.

[25] Cregger M A, McDowell N G, Pangle R E, et al. The impact of precipitation change on nitrogen cycling in a semi-arid ecosystem[J]. Functional Ecology, 2015, 28(6): 1534-1544.

[26] Puri G, Ashman M R. Relationship between soil microbial biomass and gross N mineralization[J]. Soil Biology and Biochemistry, 1998, 30(2): 251-256.

[27] 宋良翠, 马维伟, 李广, 等. 水分对尕海湿地退化演替土壤氮矿化的影响[J]. 干旱区研究, 2022, 39(1): 165-175. [Song Liangcui, Ma Weiwei, Li Guang, et al. Effect of water on nitrogen mineralization in degraded succession of Gahai Wetland[J]. Arid Zone Research, 2022, 39(1): 165-175.]

[28] Zhou X Y, Chen L, Li Y, et al. Abiotic processes dominate soil organic matter mineralization: Investigating the regulatory gate hypothesis by inoculating a previously fumigated soil within creasing fresh soil inocula[J]. Geoderma, 2020, 373: 114400

[29] Liu Y T, Zhao S Q, Zhi Q, et al. Image grey value analysis for estimating the effect of microorganism inoculants on straws decomposition[J]. Computers and Electronics in Agriculture, 2016, 128: 120-126.

[30] 马芬, 马红亮, 邱泓, 等. 水分状况与不同形态氮添加对亚热带森林土壤氮素净转化速率及N_2O排放的影响[J]. 应用生态学报, 2015, 26(2): 379-387. [Ma Fen, Ma Hongliang, Qiu Hong, et al. Effects of water levels and the additions of different nitrogen forms on soil net nitrogen transformation rate and N_2O emission in subtropical forest soils[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2015, 26(2): 379-387.]

[31] Gao J M, Dong L Y, Hu G, et al. Altitudinal effect of soil nitrogen transformation in a montane evergreen broadleaved forest in Ailao Mountains of Southwest China[J]. Chinese Journal of Ecology, 2011, 30(10): 2149 -2154.

[32] Chapin F S, Vitousek P M, Van Cleve K. The nature of nutrient limitation in plant communities[J]. American Naturalist, 1986, 127 (1): 48-58.

[33] 傅民杰, 王传宽, 王颖, 等. 四种温带森林土壤氮矿化与硝化时空格局[J]. 生态学报, 2009, 29(7): 3747-3758. [Fu Minjie, Wang Chuankuan, Wang Ying, et al. Temporal and spatial patterns of soil nitrogen mineralization and nitrification in four temperate forests[J]. Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(7): 3747-3758.]

[34] 王常慧, 邢雪荣, 韩兴国. 温度和湿度对我国内蒙古羊草草原土壤净氮矿化的影响[J]. 生态学报, 2004, 24(11): 2472-2476. [Wang Changhui, Xing Xuerong, Han Xingguo. The effects of temperature and moisture on the soil net nitrogen mineralization in an *Aneulolepidium chinensis* grassland, Inner Mongolia, China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2004, 24(11): 2472-2476.]

[35] Chapin III F S, Matson P A, Mooney H A. Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology[R]. Berlin: Springer, 2011.

[36] Cregger M A, McDowell N G, Pangle R E, et al. The impact of precipitation change on nitrogen cycling in a semi-arid ecosystem[J]. Functional Ecology, 2015, 28(6): 1534-1544.

[37] 李国荣, 李希来, 陈文婷, 等. 降雨侵蚀对退化草地土壤养分含量的影响[J]. 水土保持研究, 2018, 25(2): 40-45. [Li Guorong, Li Xilai, Chen Wenting, et al. Influences of rain erosion on soil nutrient contents of the degraded grassland[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2018, 25(2): 40-45.]

[38] 朱义族, 李雅颖, 韩继刚, 等. 水分条件变化对土壤微生物的影响及其响应机制研究进展[J]. 应用生态学报, 2019, 30(12): 4323-4332. [Zhu Yizu, Li Yaying, Han Jigang, et al. Effects of changes in water status on soil microbes and their response mechanism: A review[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2019, 30 (12): 4323-4332.]

[39] Pezeshki S R. Wetland plant responses to soil flooding[J]. Environmental and Experimental Botany, 2001, 46(3): 299-312.

[40] Jackson M B, Ram P C. Physiological and molecular basis of susceptibility and tolerance of rice plants to complete submergence [J]. Annals of Botany, 2003, 91(2): 227-241.

[41] 董云霞. 纳帕海湿地区土壤碳氮要素分异特征研究[D]. 昆明: 云南大学, 2011. [Dong Yunxia. Study on Variation of Carbon and Nitrogen Components of Soil in Napahai Wetland Reserve[D]. Kunming: Yunnan University, 2011.]

[42] 马维伟, 王辉, 李广, 等. 甘南尕海湿地退化过程中植被生物量

变化及其季节动态[J]. 生态学报, 2017, 37(15): 5091−5101. [Ma Weiwei, Wang Hui, Li Guang, et al. Changes in plant biomass and its seasonal dynamics during degradation succession in the Gahai wetland[J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(15): 5091−5101.]

Effects of rainfall frequency change on soil nitrogen components in Gahai wet meadow

QIN Haode, LI Guang, WU Jiangqi, WEI Xingxing, WANG Haiyan, XU Guorong
(College of Forestry, Gansu Agricultural University, Lanzhou 730070, Gansu, China)

Abstract: In the context of global climate change, precipitation patterns have changed significantly, both in terms of rainfall frequency and amount of precipitation. Changes in precipitation patterns will significantly affect the ecosystem functions of wetlands, especially the process of soil nitrogen cycle transformation. To explore the effects of different rainfall frequencies on the soil ammonium nitrogen (NH_4^+ −N), nitrate nitrogen (NO_3^- −N), and total nitrogen (TN) of the Gahai wet meadow in Gannan (located in Gansu Province, China), we set five different rainfall frequencies by simulating extreme rainfall (25 mm irrigation) in the 2019 plant growth season, May-October: CK, natural rainfall only; DF1, watered once a week (19 times×25 mm); DF2, watered once every 2 weeks (9 times × 25 mm); DF3, watered once every 3 weeks (6 times×25 mm); and DF4, watered once every 4 weeks (4 times × 25 mm). All treatments were exposed to natural rainfall. The results showed that different rainfall frequencies have significant effects on the soil nitrogen components of the wet meadow ($P < 0.05$). The increase of rainfall frequency increased the soil NH_4^+ −N and NO_3^- −N content in the growing season, from May to October; the peak of NH_4^+ −N and NO_3^- −N increased significantly. Compared with CK, the increase in rainfall frequency increased the soil NH_4^+ −N and NO_3^- −N content and reduced the TN content. Among different rainfall frequencies, with the gradient of rainfall frequency increasing, the 0−40 cm layer NH_4^+ −N and NO_3^- −N showed a trend of first increasing and then decreasing and TN showed a trend of first decreasing and then increasing. Under different rainfall frequency treatments, the proportion of TN of NH_4^+ −N in each soil layer was higher than that of NO_3^- −N, and soil NH_4^+ −N, NO_3^- −N, and TN content decreased with the increase in soil depth.

Keywords: wet meadow; rainfall frequency; ammonium nitrogen; nitrate nitrogen; total nitrogen